جغرافیا و مخاطرات محیطی، شماره بیست و هشتم، زمستان ۱۳۹۷

صص ۲۹- ۱۹

DOI: https://doi.org/10.22067/geo.v7i4.76717

تأثیرات تخریب زیستگاه بر روی فراجمعیت‌های ول معمولی(پستانداران: جوندگان)

فاطمه طباطبائی یزدی[1]- استادیار محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط‌زیست دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۸/۲۹ تاریخ تصویب: ۱۳۹۷/۱۱/۲۶

چکیده

همواره تعارضاتی مابین حافظت از محیط‌زیست و انواع توسعه همانند شهرسازی و جاده‌سازی وجود دارند که می‌توانند نقش مهمی در تکامل و انقراض جمعیت‌های حیات‌وحش ایفا می‌کنند. برنامه‌های توسعه‌ای و پروژه‌های راه‌سازی که در مناطق حفاظتی اجرا می‌شوند می‌توانند با تقسیم و برهم زدگی یکپارچگی زیستگاه، آن‌ها را به محیط‌هایی ناامن برای حیات‌وحش مبدل سازد. به‌منظور بررسی نقش چنین مخاطراتی برای تنوع زیستی، پویایی‌شناسی فراجمعیت‌هایی از ول معمولی[2] که گونه‌ای جونده و تهدید شده است در سه لکهٔ زیستگاهی که توسط جاده‌ها و بزرگراه‌ها به‌صورت زیستگاه‌های کوچک درآمده‌اند به روش صید – علامت‌گذاری و صید مجدد CMR در کشور بلژیک مطالعه شد. کلنی‌های موجود در هر لکه زیستگاهی به‌عنوان یک فراجمعیت در نظر گرفته شد. نتایج نشان می‌دهند که در لکهٔ زیستگاهی که بزرگ‌تر بوده و کمتر مورد تعرض قرار گرفته شرایط زیستگاهی مناسب‌تر بوده و فراجمعیت باقی‌مانده با نرخ کمتری به‌سوی انقراض محلی پیش رفته است. فراجمعیت مذکور ازنظر تعداد و هم ازنظر نسبت جنسی پایداری بیشتری را نسبت به فراجمعیت‌های دیگر نشان داد.

کلیدواژه‌ها: انقراض، تنوع زیستی، تخریب زیستگاه، ول، لوون-ل-نوو بلژیک.[3]

---

۱ نویسنده مسئول : ۰۹۳۹۶۳۳۰۵۷۱ Email: f.tabatabaei@um.ac.ir

2 *Common vole*

3 Louvain-la-Neuve

۱- مقدمه

امروزه زمین به دلیل فشارهای روزافزون انسانی با بحران بی‌سابقه تنوع زیستی مواجه است و هرروز گونه‌های بسیاری در حال انقراض و ناپدید شدن هستند. نرخ انقراض گونه‌ها بین ۱۰۰۰ تا ۱۰۰۰۰ برابر انقراض تاریخی است. تاکنون عملکرد زیستی ۹ میلیون هکتار از زیستگاه‌ها به‌طور کامل و در ۳۰۰ میلیون هکتار تا حد بالایی نابود شده است (McInerny et al., 2007; Kolbert, 2014). علاوه بر تخریب زیستگاه‌ها، شکار، گونه‌های مهاجم، تغییرات سریع اقلیمی و ورود انواع آلاینده‌ها به محیط در انقراض گونه‌ها مؤثرند. از بین رفتن زیستگاه‌ها و تخریب آن‌ها تأثیرات منفی و مشهودی روی تمام گونه‌ها دارند. فعالیت‌های انسانی به‌طور مستقیم ۸۳٪ از کل سطح زمین را تحت تأثیر قرار داده است (Sanderson et al., 2002). یکی از توجهات علم زیست شناسان حفاظت درک و فهمیدن عواقب تخریب و مخاطرات تخریب زیستگاه‌ها و یافتن راه‌حل‌های کاربردی برای جلوگیری از آن است. گرچه سطح مخاطرات ناشی از تخریب و تجزیه زیستگاه‌ها به نحوه واکنش و سازگاری گونه‌ها به تخریب زیستگاه‌هایشان هنوز به‌وضوح مشخص نیست، ولی به‌خوبی مشخص است که استفاده ناپایدار انسان‌ها از زمین و تغییر سیمای سرزمین سه نتیجه در پی دارد که عبارت‌اند از (Doerr et al., 2011; Bennett et al., 2006; Noss et al., 2009):

- از بین رفتن سطح قابل‌دسترس زیستگاه‌های موجودات
- افت کیفیت زیستگاه‌ها
- تجزیه زیستگاه‌های بزرگ به بخش‌های محدود و کوچک‌تر

ازآنجایی‌که تخریب زیستگاه‌ها و تجزیه آن‌ها مهم‌ترین تهدید برای تنوع زیستی و اولین عامل موجود برای بحران انقراض هولوسین که گاه ششمین انقراض بزرگ نیز نامیده می‌شود (و هم‌زمان با گرم شدن زمین و گسترش و افزایش جمعیت انسان آغاز شده است) (Keenleyside et al., 2012; Kolbert, 2014)، مطالعه عواقب و مخاطرات آنچه برای کل اکوسیستم و چه بر روی رفاه بشر جایگاه مهمی در امور حفاظتی و مدیریتی جانوری و انسانی دارند. مطالعه زیست‌مندی و پویایی‌شناسی فراجمعیت‌ها در درک نتایج و مخاطرات تجزیه زیستگاه‌ها و جدا افتادگی فراجمعیت‌ها در لکه‌های کوچک زیستگاهی باقی‌مانده از تخریب و توسعه بسیار مؤثر است. برخی مسائل مربوط به فراجمعیت‌ها، مخصوصاً ثبات ساختاری و انقراض‌های موضعی آن‌ها در مقالات مختلف تشریح شده‌اند (Schtickzelle et al., 2005; Bueno-Enciso et al., 2016).

مقایسه فرایند و پویایی فراجمعیت‌ها و بقای آن‌ها و روند تغییرات متغیرهای جمعیتی در مدیریت مخاطرات و اثرات تخریب و تکه‌تکه شدن زیستگاه‌ها بسیار اهمیت دارد. زیست‌مندی فراجمعیت‌ها توسط دو پارامتر تحت تأثیر قرار می‌گیرد (Bueno-Enciso et al., 2016):

- اندازه زمین یا لکه زیستگاهی که مستقیماً روی اندازه جمعیت (فراوانی) و درنتیجه روی خطر انقراض یک فراجمعیت اثر می‌گذارد و
- ارتباط زیستگاه‌ها که یک عامل حیاتی در دوام فراجمعیت‌هاست.

ازآنجایی‌که از بین رفتن زیستگاه‌ها و تخریب آن‌ها مهم‌ترین عامل تهدید تنوع زیستی و اصلی‌ترین عامل انقراض تنوع زیستی در عصر حاضر است (Schtickzelle et al., 2002; Lacy & Miller 2002; Keenleyside et al., 2012) تکه‌تکه شدن زیستگاه در اثر تخریب موجب تغییرات اساسی در ساختار سیمای سرزمین و کارکردهای اکولوژیکی آن می‌شود (Lacy & Miller, 2002; Keenleyside et al., 2012).

منزوی شدن جمعیت‌های کوچک به‌عنوان تهدیدی جدی در حفاظت از جانوران به‌ویژه پستانداران محسوب می‌شود (Baguette et al., 2013).

بدون دانستن اینکه چگونه اندازهٔ جمعیت جانوران و انقراض آن‌ها چه در مقیاس زمانی و چه در مقیاس مکانی با یکدیگر ارتباط دارند، نمی‌توان انتخاب درستی در خصوص برنامه‌ریزی مناطق و ارزیابی اثرات توسعه داشت. پاسخ به این سؤال فقط با دانستن اندازهٔ جمعیت کمینهٔ زیستا که درگرو انجام مطالعات بوم‌شناسی جمعیت می‌باشد میسر خواهد بود و مطالعه در مورد پویایی‌شناسی جمعیت‌های محلی برای حفاظت از فراجمعیت‌ها در سیماهای سرزمین تخریب‌شده بسیار مهم هستند (Bennett & Saunders, 2010; Baguette & Schtickzelle, 2003). از طرفی مطالعات ساختار و پویایی‌شناسی جمعیت‌ها و درک مکانیسم‌های زیربنایی این الگوها به اخذ تصمیمات مدیریتی توسط مسئولین و مدیران محیط‌زیست کمک شایسته‌ای خواهد کرد. برنامه‌های توسعه‌ای و پروژه‌های راه‌سازی که در مناطق حفاظتی اجرا می‌شوند می‌توانند کلیهٔ تلاش‌های حفاظتی برای حفظ تنوع زیستی و فون و فلور منطقه را بی‌اثر ساخته و آیندهٔ جمعیت‌های منطقه را تغییر دهند (Bennett & Saunders, 2010). در طی قرون اخیر روند دست‌کاری در طبیعت و ایجاد تغییر در اکوسیستم‌های و زیستگاه‌های طبیعی حیات‌وحش به‌طور چشمگیری سرعت یافته است که منجر به افت کیفی زیستگاه‌ها و همچنین تکه‌تکه شدن زیستگاه‌ها گردیده است (Turner et al., 2001). احداث جاده‌ها و عبور بزرگراه‌ها به‌خصوص به‌صورت جاده‌هایی طولانی، عریض و مستقیم با تقسیم و برهم زدگی یکپارچگی زیستگاه، آن‌ها را به محیط‌هایی ناامن برای حیات‌وحش مبدل می‌سازد (Forman, 2014). مطالعاتی که طی دهه‌های اخیر بر روی اکوسیستم‌های طبیعی صورت گرفته است راه‌ها را به دلیل تأثیرشان بر نابودی زیستگاه‌ها و تقطیع آن‌ها و همچنین ایجاد زمینهٔ آلودگی و شکار، عامل مؤثر در تشدید عوامل تهدیدکنندهٔ جانوران وحشی می‌داند. قطعه‌قطعه‌شدن مناطق، بالا رفتن درصد آسیب‌پذیری، دسترسی راحت و آسان به مناطق، تخریب اراضی، فرسایش خاک، ایجاد چشم‌اندازهای نامتعادل و بالاخره استرس ناشی از عبور وسایل نقلیه از تبعات این نوع کاربری می‌باشند. توسعه شهرها و احداث جاده‌ها به‌عنوان مانعی مهم در جدا افتادگی افراد یک جمعیت و تشکیل

جمعیت‌های کوچکی می‌باشد که توان حفظ و بقا در طولانی‌مدت را نداشته و نهایتاً با تأثیرات مستقیم و غیرمستقیم جمعیت‌ها را به‌سوی انقراض محلی پیش می‌برد (Baguette et al., 2013 و مجنونیان ۱۳۹۳). تأثیرات اتوبان‌ها و جاده‌ها بر روی رفتارهای جانوران متنوع بوده و باعث تغییر در گستره خانه، جابه‌جایی‌ها و مهاجرت‌ها، موفقیت‌های تولیدمثلی و وضعیت فیزیولوژیکی آن‌ها می‌گردد (Forman, 2014). این موارد حتی در کشورهای توسعه‌یافته نیز دیده می‌شود که البته در کشور ما بسیار چشمگیرتر بوده حتی گونه‌های کلیدی و غالب مناطق حفاظت‌شده کشور و پارک‌های ملی مثل پارک ملی گلستان را شدیداً به نابودی کشانده است (مجنونیان ۱۳۹۳).

به‌منظور کاهش این اثرات تاکنون در دانشگاه‌هایی مثل بریتیش کلمبیا، ویژگی‌های فیزیکی بزرگ‌راه‌ها و کریدورها به‌طور تخصصی موردمطالعه قرار گرفته است و نتایج آن در دستورالعمل برنامه‌های حفاظت از حیات‌وحش مثل برنامهٔ مشارکتی حفاظت حیات‌وحش[1] قرار گرفته است.

پستانداران کوچک بخصوص جوندگان نقش بسیار مهم و مؤثری در زیستگاه‌ها دارند. این جانوران دارای رابطه عمیقی با اجزای یک اکوسیستم بوده و ساختار فیزیکی زیستگاه‌هایشان را تحت تأثیر قرار می‌دهند. بااین‌وجود به‌طورکلی در دنیا معمولاً کمتر موردتوجه محققین و حامیان حیات‌وحش و تنوع زیستی قرار می‌گیرد (Amori & Gippoliti, 2000). علاوه بر نقش جوندگان در فرایندهای بوم‌شناختی سیمای سرزمین و زنجیره غذایی، این پستانداران کوچک نقش کارکردی منحصربه‌فردی در اکوسیستم ایفا می‌نمایند (به‌طوری‌که آن‌ها را مهندسین اکوسیستم‌ها نیز می‌خوانند). لذا باید در پروژه‌های مدیریتی و حفاظتی به‌خوبی موردتوجه قرار گیرند.

در این مقاله بدون ذکر تئوری‌های تأثیر اندازهٔ جمعیت بر روی زیست‌مندی آن‌ها، به بررسی وضعیت جمعیت یک گونهٔ جونده پس از گذر جاده‌ها و تکه‌تکه شدن زیستگاهشان به‌عنوان یکی از عوامل مهم انقراض جمعیت‌های جانوران وحشی پرداخته شده و روند تغییرات آن‌ها را مورد بررسی قرار گرفته است.

اگرچه روش "صید – علامت‌گذاری و صید مجدد" یکی از روش‌های شناخته‌شدهٔ برآورد جمعیت می‌باشد، برای مطالعات پویایی‌شناسی جمعیتی نیز روشی بسیار کاربردی می‌باشد (Meserve & Le-Boulengé, 1987; Schtickzelle 2003; Zhigalsky & Belan, 2004). در این مطالعه با استفاده از روش مذکور، به منظور نشان دادن نقش تخریب‌های زیستگاهی و تغییر سیمای سرزمین، به بررسی زیست‌مندی و ساختار جمعیتی فراجمعیت‌های غیر تعادلی ول‌های معمولی در لکه‌های زیستگاهی باقی‌مانده در اثر فعالیت‌های توسعه و شهرسازی شهر لوون-ل-نو، در کشور بلژیک پرداخته شده است.

1 WCPP

۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- منطقه موردمطالعه

مطالعهٔ پویه شناسی جمعیت بر روی گونه‌ای ول بـه نـام ول معمـولی[1] در سـه لکـهٔ زیسـتگاهی کوچـک (۰/۲-۳ هکتار) که توسط جاده‌ها و بزرگراه‌ها محاط و ایزوله شده‌اند در نزدیکی شهر لوون-ل ـ نوو کشور بلژیک انجـام شـده است (شکل ۱).



شکل ۱- عکس هوایی لکه‌های زیستگاهی (پلات‌ها) مطالعه شده. اندازه پلات‌ها ۰/۲-۳ هکتار می‌باشند.

ول معمولی یک پستاندار کوچک‌جثه اروپایی متعلق به جوندگان و گونه‌ای تهدیـد شـده اسـت (IUCN, 2016[2]). این گونه از اسپانیا به سمت شمال تا فنلاند و از سمت جنوب و شرق تا ترکیه و ایران و از شرق تا مغولسـتان پـراکنش دارند. ول‌های معمولی در زیستگاه‌های متنـوعی شـامل مراتـع، جنگل‌هـا و اراضـی کشـاورزی و علفزارهـای منـاطق کوهستانی زندگی می‌کنند. این گونه می‌تواند در ارتفاعات مختلـف از سـطح دریـا تـا ارتفـاع ۳۰۰۰ متـر یافـت شـود

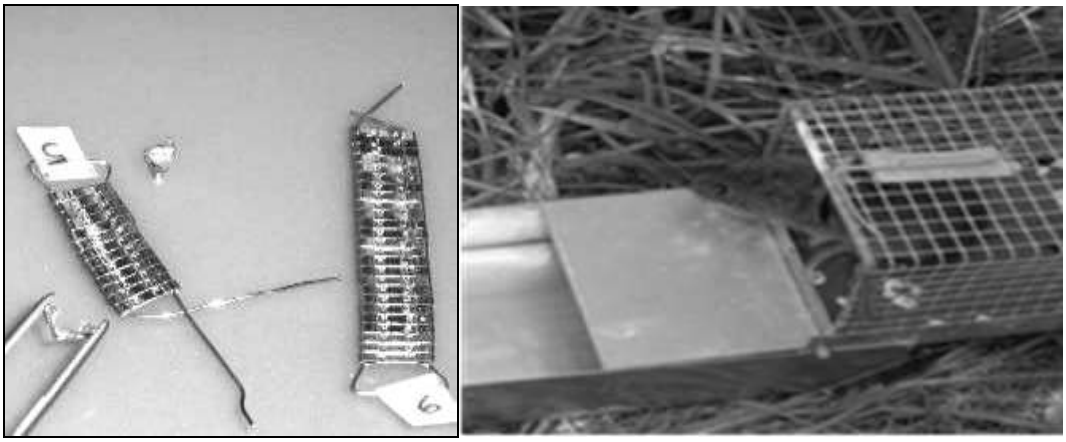
1 *Microtus arvalis Pallas 1778*

۲ اتحادیه بین‌المللی حفاظت از طبیعت ۲۰۱۶

(Yigit et al., 2016; Mahmoudi et al., 2017). ول‌های معمولی به‌صورت گروهی در کلنی‌هایی زندگی و لانه‌سازی می‌کنند. از صیادان طبیعی آن‌ها می‌توان به جغدها، پرندگان شکاری، راسوها، انواع گربه‌سانان اشاره کرد.

۲-۲- روش کار

در این مطالعه از روش صید – علامت‌گذاری و صید مجدد که یکی از روش‌های متداول برای انجام مطالعات جمعیت‌شناسی می‌باشند استفاده گردیده است. در این روش، صید توسط ٦٥ تلهٔ فلزی[1] (تصویر شماره ۲) که از کارایی بالایی برخوردار هستند استفاده گردید. در لکه A، تله‌ها در دو ردیف ده‌تایی با فاصله ۵ متر از یکدیگر قرار گرفته‌اند. در لکه‌های B و C تله‌ها در چهار ردیف ۵ پنج‌تایی با فاصله حدود ۵ متر از یکدیگر گذاشته شدند. از جو پرک و سیب به‌عنوان طعمه استفاده شد. در هر شب از تله گذاری بین ساعت ١٦ و ١٨:٣٠ بعدازظهر تله‌ها گذاشته و صبح روز بعد چک می‌شدند. در هر دوره تله گذاری که سه شب متوالی به طول می‌انجامید، حدود ٦٠ ساعت تله‌ها فعال و آماده برای نمونه‌گیری بودند. نمونه‌های ذکرشده توسط دو عدد کلیپس فلزی میشل[2] ١١ میلی‌متری که بسیار ایمن و درعین‌حال اقتصادی نیز می‌باشند (Le-Boulengé & Le-Boulengé-Nguyen, 1987) و بر روی گوش‌های جانوران نصب می‌شوند (شکل ۲) علامت‌گذاری شده و پس از توزین و ثبت اطلاعاتی همانند جنس، کلاسهٔ سنی (جوان، بالغ و نابالغ) و وضعیت تولیدمثلی (فعال و غیرفعال) در زیستگاه‌هایشان رها می‌شدند. کلیپس‌های روی گوش‌ها که با دو حرف شماره جانور را مشخص می‌کنند، به‌منظور تشخیص نمونه‌های بازگیری شده استفاده شده و پایش جانوران را میسر می‌سازند. نمونه‌های علامت‌دار در دوره‌های بعدی نمونه‌برداری به‌اندازهٔ سایر نمونه‌های زیستگاه احتمال صید داشته‌اند.



شکل ۲- کلیپس‌های فلزی میشل (تصویر سمت چپ) و ول معمولی در حال رهاسازی از یک تلهٔ فلزی اوگلان (تصویر سمت راست).

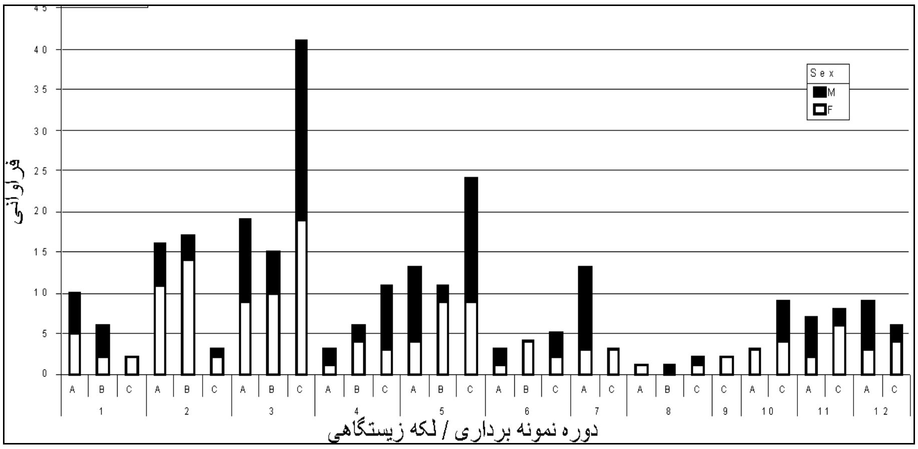
1 Ugglan trap
2 Michel Tag

نمونه‌برداری از جمعیت‌ها در ۱۳ دورهٔ سه‌روزه و در مجموع به مدت ۱/۵ سال انجام شـد. سـیزده دوره مطالعـاتی به ترتیب در اواخر خرداد، اواخر تیر، اوایل مهر، اوایل آذر، اواخر دی و نیمه اسفندماه سال اول و در اواخـر فـروردین، اوایل خرداد، اواسـط تیـر، اواخـر مـرداد، اواخـر شـهریور و اواخـر مهرمـاه سـال بعـد انجام‌شـده‌اند. بـین دوره‌هـای نمونه‌برداری تله‌ها جمع‌آوری، تمیز و انبار می‌شدند.

آنالیز داده‌ها به‌منظور مطالعهٔ پویایی‌شناسی جمعیت با اسـتفاده از پکـیج تخصصـی CMR (Le-Boulengé, 1985) و آنالیز ساختار و نوسانات جمعیتی با استفاده از نرم‌افزار مایکروسافت آفیس ۲۰۰۷[1] انجام گرفت.

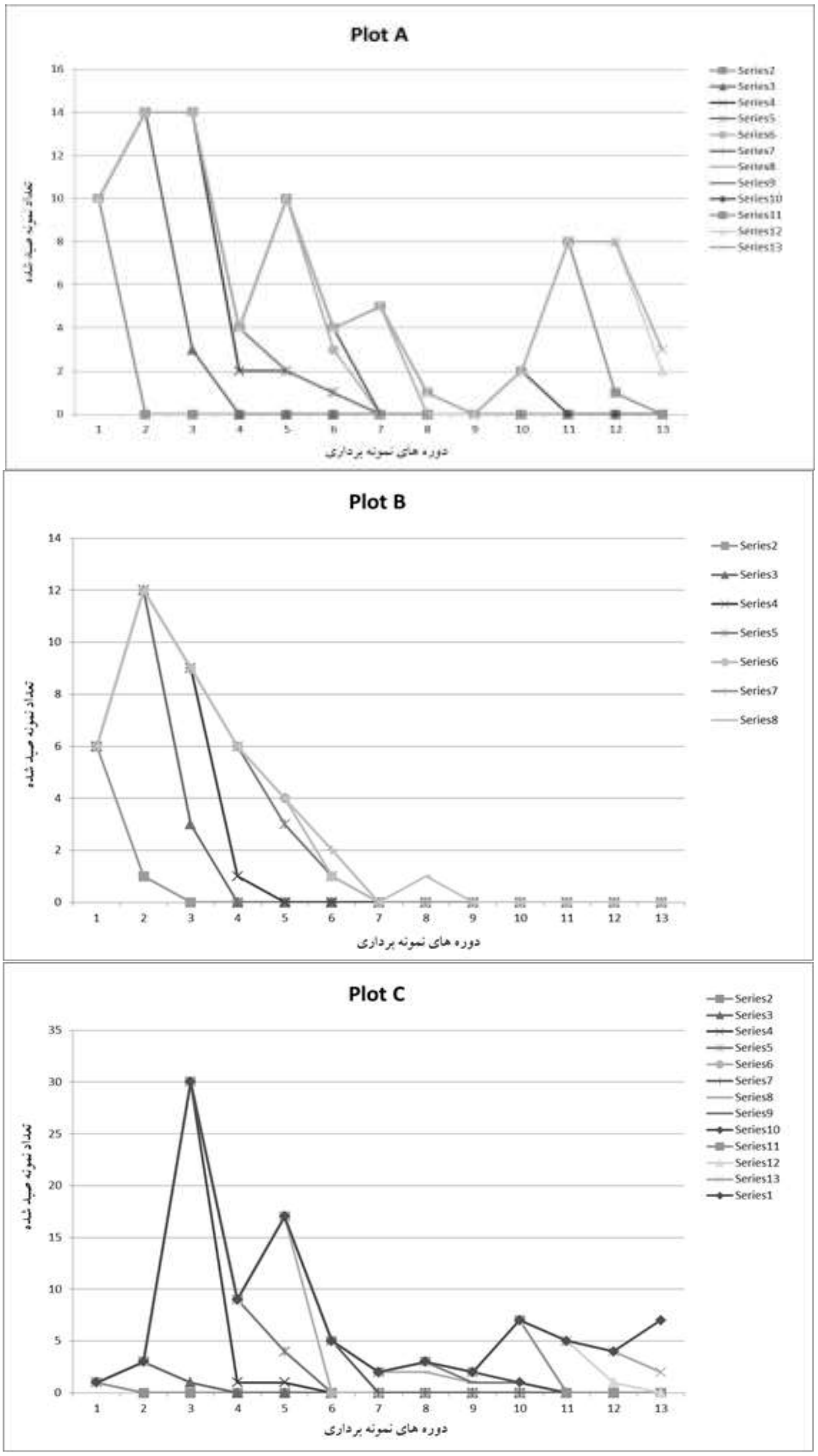
۳- نتایج و بحث

درمجموع ۲۸۳ نمونه ول معمولی از زیسـتگاه‌های موردمطالعـه بـه دسـت آمـد. از ایـن تعـداد ۱۷٦ نمونـه بـرای نخستین بار صید می‌شدند و بقیه نمونه‌ها برای دفعات دوم تا سیزدهم بود که بـه تلـه می‌افتادنـد. بـه‌طورکلی ول‌هـای معمولی در هر سه لکهٔ زیستگاهی با پوشش گیاهی علفی (که زیستگاهی مناسـب بـرای گونـهٔ مطالعـاتی می‌باشـد) در ماه‌های ژوئن و جولای میلادی (تابسـتان) بالـاترین حـد جمعیتـی را نشـان می‌دهنـد. جمعیـت در زیسـتگاه B بـا دو زیستگاه دیگر تفاوت بسیار قابل‌توجهی را نشان می‌دهد به‌طوری‌که کاهش چشمگیر جمعیت منعکس‌کننـده ناپایـداری جمعیت و روند به‌شدت نزولی آن در این زیستگاه می‌باشد. لذا جمعیت در این زیستگاه قادر به احیـای خـود نبـوده و در این لکهٔ زیستگاهی به‌سوی انقراض محلی پیش رفته است. ایـن در حـالی اسـت کـه در لکـهٔ زیسـتگاهی C، کـه بزرگ‌تر از لکه‌های دیگر بوده، بیشترین پایداری جمعیتی هم ازنظر تعداد و هم ازنظر نسبت جنسـی مشـاهده می‌شـود (شکل ۳ و ٤).



شکل ۳- نمودار نشان‌دهنده نوسانات فراوانی و تفاوت‌های نسبت جنسی در لکه‌های زیستگاهی مطالعه شده. نر:M و ماده:F

1 Microsoft office Excel 2007



شکل ٤- نمودارهای نشان‌دهنده نوسانات فراوانی و بقای نمونه‌های صیدشده در هر دوره در لکه‌های زیستگاهی مطالعه شده. (Plot A,B,C)

٤- جمع بندی

اگرچه اندازهٔ اولیهٔ یک جمعیت جدا افتاده (فراجمعیت) تأثیر غیرقابل‌انکاری در بقای آن دارد، اندازهٔ لکه‌های زیست‌گاهی باقی‌مانده در اثر ساخت‌وسازها و احداث بزرگراه‌ها نقش بسیار مؤثری در حفظ، بقا و پایداری این جمعیت‌ها ایفا می‌کند. نتایج مطالعه حاضر به‌خوبی نشان می‌دهند که اندازهٔ کوچک زیستگاه‌های ایزوله شده موردبررسی، عامل مهمی در ناپایداری جمعیت‌های آن‌ها بوده است. این جمعیت‌های کوچک جدا افتاده نتوانسته‌اند مکانیسم‌های سازشی مناسبی اتخاذ کنند و نهایتاً ازنظر زیستی این جمعیت‌ها سیر نزولی را طی نموده و به‌اندازه‌ای کوچک شده‌اند که قادر به ادامهٔ بقا نمی‌باشند.

بااینکه نظارت پیوسته بلندمدت جمعیت‌ها برای تعیین وضعیت انقراض آن‌ها و اخذ تصمیمات مدیریتی و حفاظتی ضروری است (Keenleyside et al., 2012) و ممکن است گونه‌های مختلف رفتارها و پاسخ‌های متفاوتی به تغییرات سیمای سرزمین و زیستگاه‌ها نشان دهند (Forman, 2014; Turner et al., 2001; McGill et al., 2006)، بااین‌حال مطالعه حاضر برای بسیاری از جمعیت‌های پستانداران به‌عنوان الگویی زیستمندی و یا پایداری ساختار فراجمعیت‌ها در مواجهه با فرایند تکه‌تکه شدن زیستگاه‌ها و کوچک شدن لکه‌های زیستگاهی قابل استفاده است.

ازآنجاکه یکی از آرمان‌ها در حفاظت رویکرد پیشگیرانه است و تلاش‌های حفاظتی پیشگیرانه علاوه بر عملکرد بافری در مقابل آشفتگی‌های کوتاه‌مدت زیست‌محیطی می‌توانند در حفظ یکپارچگی فرآیندهای زیست‌محیطی و تکامل موجودات نیز مؤثر می‌باشند، حمایت از سیمای سرزمین به‌عنوان مهم‌ترین رویکرد پیشگیرانه می‌تواند از سیستم‌های بوم‌شناختی و جمعیت‌های تمامی گونه‌های آن‌ها حفاظت کند (Bennett & Saunders, 2010). لذا اقدامات توسعه‌ای و پروژه‌های ساخت‌وساز مهندسی باید با توجه کامل به وضعیت سیمای سرزمین و تنوع زیستی منطقه و با مشاوره بوم‌شناسان و زیست‌شناسان آشنا به نیازهای بیولوژیکی و بوم‌شناختی جانوران منطقه صورت پذیرد، علاوه بر این، در صورت عدم توجه به اصول حفاظت در مقیاس سیمای سرزمین، اقدامات حفاظتی و حتی احیای جمعیت‌ها در این زیستگاه‌ها که معمولاً بسیار پرهزینه و زمان‌بر نیز هستند، در اغلب موارد ناموفق خواهد بود (Keenleyside et al., 2012).

منابع

مجنونیان، هنریک؛ ۱۳۹۳. مناطق حفاظت‌شده- مبانی و تدابیر حفاظت از پارک‌ها و مناطق در ایران و جهان همراه با راهنماهای علمی- فنی. جلد اول. نشر دی نگار، چاپ دوم.

Amori, G., & Gippoliti, S., 2000. What do mammalogists want to save? Ten years of mammalian conservation biology. Biodiv. Cons 9, 785–793.

Baguette, M., & Schtickzelle, N., 2003. Local population dynamics are important to the conservation of metapopulations in highly fragmented landscapes. Journal of Applied Ecology 40(2), 404-412.

Baguette, M., Blanchet, S., Legrand, D., Stevens, V.M., & Turlure, C., 2013. Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. Biological Reviews, 88(2), 310-326.

Bennett, A.F., & Saunders, D.A., 2010. Habitat fragmentation and landscape change. In Conservation Biology for All (Eds. Sodhi N, Ehrlich P) Oxford University Press, UK, 88–106.

Bennett, A.F., Radford, J.Q., & Haslem, A., 2006. Properties of land mosaics: implications for nature conservation in agricultural environments. Biological conservation, 133(2), 250-264.

Bertolino, S., Colangelo, P., Mori, E., & Capizzi, D., 2015. Good for management, not for conservation: an over view of research, conservation and management of Italian small mammals. Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy 26(1), 25–35.

Bueno-Enciso, J., Esperanza, S., Ferrer-Barrientos, R., Serrano-Davies, E., & José Sanz, J., 2016. Habitat fragmentation influences nestling growth in Mediterranean blue and great tits. Acta Oecologica 129–137.

Doerr, V.A., Barrett, T., & Doerr, E.D., 2011. Connectivity, dispersal behaviour and conservation under climate change: a response to Hodgson et al. Journal of Applied Ecology, 48(1), 143-147.

Forman, R.T., 2014. Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions (1995). Island Press.

Keenleyside, K., Dudley, N., Cairns, S., Hall, C., & Stolton, S., 2012. Ecological Restoration for Protected Areas - Principles, Guidelines and Best Practices. IUCN.

Kolbert, E., 2014. The sixth extinction: An unnatural history. A&C Black.

Lacy, R.C., & Miller, P.S., 2002. Incorporating human populations and activities into population viability analysis. 490-510.

Le-Boulengé, E., & Le-Boulengé-Nguyen, PY., 1987. A cost-efficient live trap for small mammals. Acta Theriol 32, 140–144.

Le-Boulengé, E.R., 1985. Computer package for the analysis of capture-reapture data. Acta Zoological Fennica 173, 69-72.

Mahmoudi, A., Kryštufek, B., Darvish, J., Aliabadian, M., Tabatabaei-Yazdi, F., Moghaddam, F.Y., Janžekovič, F., 2017. Craniometrics are not outdated: Interspecific morphological divergence in cryptic arvicoline rodents from Iran. Zoologischer Anzeiger-A Journal of Comparative Zoology 270, 9-18.

McGill, B.J., Enquist, B.J., Weiher, E., & Westoby, M., 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. Trends in ecology & evolution, 21(4), 178-185.

McInerny, G., Travis, J.M.J., & Dytham, C., 2007. Range shifting on a fragmented landscape. Ecological Informatics 2, 1–8.

Meserve, PL., & Le-Boulengé, E.R., 1987. Population dynamics and ecology of small mammals in the northern Chilean semiarid region, Fieldiana. Zoology, New Series 39, 413-431.

Noss, R., Nielsen, S., & Vance-Borland, K. 2009. Prioritizing ecosystems, species, and sites for restoration. Spatial conservation prioritization: Quantitative methods and computational tools, 158-171.

Sanderson, EW., Jaiteh, M., Levy, M.A., Redford, K.H., Wannebo, A.V., & Woolmer, G., 2002. The human footprint and the last of the wild. Bioscience 52, 891–904.

Schtickzelle, N., 2003. Metapopulation dynamics and viability of the bog fritillary butterfly Proclossiana Eunomia Ph.D. Thesis, Université Catholique de Louvain, Louvai-la-Neuve, Belgaum.

Schtickzelle, N., Choutt, J., Goffart, P., Fichefet, V., & Baguette, M., 2005. Metapopulation dynamics and conservation of the marsh fritillary butterfly: Population viability analysis and management options for a critically endangered species in Western Europe. 126(4), 569-581.

Schtickzelle, N., Le-Boulengé, E., & Baguette, M., 2002. Metapopulation dynamics of the bog fritillary butterfly: demographic processes in a patchy population.Oikos 97(3), 349-360.

Schuster, R., Römer, H., Germain, R.R., Schuster, R., Römer, H., & Germain, R.R., 2013. Using multi-scale distribution and movement effects along a montane highway to identify optimal crossing locations for a large-bodied mammal community. PeerJ 1:e189.

The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T13488A22351133. http:// dx.doi.org/ 10.2305 /IUCN.UK.2016-2.RLTS.T13488A22351133.en (Visited: November 2018).

Turner, M.G., Gardner, R.H., O'neill, R.V., Gardner, R.H., & O'Neill, R.V., 2001. Landscape ecology in theory and practice (Vol. 401). New York: Springer.

Yiğit, N., Çolak, E., & Sözen, M., 2016. A new species of voles, Microtus elbeyli sp. nov., from Turkey with taxonomicoverview of social voles distributed in southeastern Anatolia. Turkish Journal of Zoology 40, 73-79.

Zhigalsky, O.A., & Belan, O.R., 2004. Spatiotemporal dynamics of vole populations in heterogeneous habitats of the Iremal ‘mountain range. Biology Bultein 31(2), 193-199.